



Strålingsdoser fra forurenede levnedsmidler efter uheld på et atomkraftværk

Nielsen, S.P.; Øhlenschläger, Mette

Publication date:
1991

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Nielsen, S. P., & Øhlenschläger, M. (1991). *Strålingsdoser fra forurenede levnedsmidler efter uheld på et atomkraftværk*. Risø National Laboratory. Risø-M No. 2925

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

DA 94000 70

RISØ

Risø-M-2925

110 - - 02367 - 00

Strålingsdoser fra forurenede levnedsmidler efter uheld på et atomkraftværk

Sven P. Nielsen og Mette Øhlenschläger

**Forskningscenter Risø, Roskilde
Marts 1991**

Strålingsdoser fra forurenede levnedsmidler efter uheld på et atomkraftværk

Risø-M-2925

Sven P. Nielsen og Mette Øhlenschläger

**Forskningscenter Risø, Roskilde
Marts 1991**

Resumé. Denne rapport omhandler resultater af beregnede levnedsmiddeldoser fra radioaktiv forurening efter et hypotetisk uheld på et atomkraftanlæg. Beregningerne er foretaget på baggrund af forudsætninger, som er tilstræbt repræsentative for svenske forhold. Uheldsscenariet er baseret på en hypotetisk kernenedsmeltning på et atomkraftanlæg efterfulgt af et udslip til atmosfæren af radioaktivitet svarende til 0.06% af kernens indhold af jod og cæsium for Forsmark reaktor nr. 3. Konsekvensberegningerne er udtrykt i gennemsnitlige levnedsmiddeldoser til individer i den kritiske gruppe, der opholder sig i nærzonen af kraftværket svarende til en afstand af 2 km fra udslipsteden, og som ernærer sig af lokalt producerede levnedsmidler. Beregningerne er foretaget for et udslipstidspunkt i vinterperioden og et i sommerperioden samt for tørvejr og regnvejr. Der er benyttet dynamiske radioøkologiske modeller, som er udviklet på baggrund af danske erfaringer med radioaktiv forurening fra stormagternes atmosfæriske kernevåbenforsøg og fra Tjernobylulykken. Udslippet er beregnet at medføre levnedsmiddeldoser i sommerhalvåret fra ^{131}I på ca. 200 mSv til børn og ca. 30 mSv til voksne ud fra en samlet deposition på $11 \text{ MBq } ^{131}\text{I m}^{-2}$. For ^{134}Cs og ^{137}Cs er levnedsmiddeldoserne beregnet til ca. 20 mSv til både børn og voksne i tilfælde af vinterudslip og ca. 160 mSv i tilfælde af sommerudslip baseret på en deposition i tørvejr på $0.5 \text{ MBq } ^{134}\text{Cs m}^{-2}$ og $0.4 \text{ MBq } ^{137}\text{Cs m}^{-2}$. Den væsentligste årsag til den store forskel mellem vinter- og sommerudslip er, at kornprodukter er meget følsomme for direkte forurening om sommeren en månedstid før høst. I tilfælde af regnvejr vil doserne blive fordoblet i forhold til tørvejrssituationen. På baggrund af sammenligninger mellem resultater af modelberegninger og observationer af radioaktiv forurening fra global fallout fra stormagternes kernevåbenforsøg og fallout fra Tjernobyl-ulykken skønnes resultaterne i denne rapport at ville ligge inden for en faktor 3 i forhold til, hvad man ville kunne observere i tilfælde af et virkeligt uheld med de samme udslip.

ISBN 87-550-1722-3

ISSN 0418-6435

Grafisk Service, Risø, 1991

INDHOLD	Side
1. INDLEDNING	5
2. BESKRIVELSE AF SCENARIE	5
3. MODELLER	6
3.1. Dynamisk model for I-131	8
3.2. Dynamisk model for Cs-134 og Cs-137	9
4. MODELVALIDERING	11
5. DOSISBEREGNINGER	15
5.1. Doser fra enhedsdeponering	16
5.1.1. Doser fra I-131	16
5.1.2. Doser fra Cs-134 og Cs-137	17
5.2. Doser fra samlet deponering	23
5.2.1. Doser fra I-131	24
5.2.2. Doser fra Cs-134 og Cs-137	24
6. VURDERING AF USIKKERHEDER	25
7. KONKLUSIONER	26
REFERENCER	27

1. INDLEDNING

Denne rapport omhandler beregninger af levnedsmiddeldoser fra radioaktiv forurening efter et hypotetisk uheld på et atomkraftanlæg. Beregningerne er foretaget på baggrund af forudsætninger, som er tilstræbt repræsentative for svenske forhold, samt på grundlag af Risøs mangeårige erfaringer med radioøkologiske undersøgelser.

Rapporten giver i kapitel 2 en beskrivelse af uheldsscenariet med angivelse af de beregningsmæssige forudsætninger. Kapitel 3 giver en redegørelse for de radioøkologiske modeller, der er anvendt til beregning af forureningen af levnedsmidlerne. I kapitel 4 om modelvalidering gives sammenligninger mellem modelberegninger og observationer af radioaktiv forurening i miljøet, hvor der er lagt særlig vægt på sammenligning med observationer efter Tjernobylykken i 1986. Kapitel 5 indeholder resultater af dosisberegninger foretaget dels for enhedsdeponeringer og dels for totale deponeringer ifølge de givne forudsætninger. I kapitel 6 gives en vurdering af usikkerheder på de beregnede doser, og kapitel 7 indeholder rapportens konklusioner.

Rapporten er udarbejdet på baggrund af en undersøgelse rekvireret af Vattenfall.

2. BESKRIVELSE AF SCENARIE

Uheldsscenariet er baseret på en hypotetisk kernenedsmeltning på et atomkraftanlæg efterfulgt af et udslip af radioaktivitet til omgivelserne. Udslippet antages at have et omfang svarende til 0.06% af kernens indhold af jod og cæsium for Forsmark reaktor nr. 3. Udslippet og en vurdering af doser fra ekstern bestråling er nærmere beskrevet i Nielsen og Thykier-Nielsen (1987).

Der ønskes foretaget konsekvensberegninger udtrykt i gennemsnitlige levnedsmiddeldoser til individer i den kritiske gruppe, der opholder sig i nærzonen af kraftværket svarende til en afstand af 2 km fra udslipstedet, og som ernærer sig af lokalt producerede levnedsmidler. Doserne beregnes dels ud fra enhedsdeponering af aktivitet (1 Bq m^{-3}) og dels ud fra totaldeponering fra ovennævnte udslip. Konsekvenserne beregnes som første-års doser, herunder skjoldbruskkirteldoser for børn, og dosis-kommitments.

Beregningen af levnedsmiddeldoserne foretages efter følgende forudsætninger:

Udslip:	0.06% Forsmark-udslip af 1 times varighed
Isotoper:	^{131}I , ^{134}Cs og ^{137}Cs
Vejr:	Pasquill D, 5 m s ⁻¹ , tørt Pasquill D, 5 m s ⁻¹ , nedbør 0.5 mm time ⁻¹
Årstider:	Sommer (19. juli) og vinter (20. januar)
Jordbund:	Højt og lavt rodoptag
Næringsmidler:	Brød (75 kg år ⁻¹), grøntsager (25 kg år ⁻¹), rodfrugter (75 kg år ⁻¹), mælk (190 l år ⁻¹), oksekød (15 kg år ⁻¹) og frugt (50 kg år ⁻¹)

Beregningerne baseres på typiske svenske data for kostsammensætning (se ovenfor) og foderplaner for køer. Køernes vinterfoderplan antages baseret på følgende sammensætning (dagligt foder): 12 kg hø (høstet i juni), 3 kg kraftfoder (ikke kontamineret), 10 kg byg (høstet i august-oktober) og 2 kg foderroer (ikke kontamineret). For korn og komprodukter antages fortynding med ukontaminerede afgrøder svarende til en reduktion med en faktor 5. Svinefoder antages at være ukontamineret, hvorfor svinekød ikke indgår i næringsmidlerne.

I forbindelse med beregning af doser fra den animalske produktion antages køerne at være på græs i perioden 15. maj til 15. oktober. Køerne græsser i den periode på markerne og er udendørs dag og nat. De tages ind morgen og aften for at blive malket, og de fodres imens med kraftfoder samt knust havre, byg og hvede af lokal oprindelse.

3. MODELLER

For at kunne foretage en vurdering af levnedsmiddeldoser til mennesker fra en given radioaktiv landforurening må man benytte sig af radioøkologiske modeller, der simulerer transport af radioaktivt materiale gennem fødekæderne til mennesker, samt dosimetrimodeller, der beskriver den resulterende strålingsdosis. Der vil ikke i den aktuelle rapport blive gjort nærmere rede for dosimetrimodeller. Alle individdoser bliver beregnet på grundlag af mængden af den indtagne radioaktivitet, som konverteres til et effektivt dosisækvivalent kommitment (i det følgende blot dosis) ved multiplikation med en dosisfaktor.

Der er benyttet følgende dosisfaktorer fra UNSCEAR (1988) for effektive dosisækvivalenter pr. enhedsindtag af aktivitet:

^{131}I :	110 nSv Bq ⁻¹ for børn
^{131}I :	13 nSv Bq ⁻¹ for voksne
^{134}Cs :	20 nSv Bq ⁻¹ for voksne
^{137}Cs :	14 nSv Bq ⁻¹ for voksne

Strålingsdoserne fra radioaktivt jod afgives hovedsagelig til skjoldbruskkirtlen. Forskellen i størrelsen af dette organ mellem børn og voksne er den væsentligste årsag til den viste forskel for dosisfaktorerne for dette radionuklid. De nævnte dosisfaktorer for jod kan konverteres fra effektive (helkrops) doser til skjoldbruskkirteldoser ved at dividere med 0.03.

De radioøkologiske modeller skal være baseret på realistiske antagelser om optag af radioaktive stoffer i planter og dyr samt omfatte alle væsentlige eksponeringsveje for at give pålidelige resultater. Spørgsmålet om graden af resultaternes pålidelighed er nærmere berørt i kapitel 6 om usikkerheder.

Der findes i dag to væsentlig forskellige typer af radioøkologiske modeller: ligevægtsmodeller og dynamiske modeller. Ligevægtsmodellerne anvendes til at beskrive koncentrationerne af radioaktivitet i økosystemets forskellige kompartments (f.eks. jord, græs, mælk, menneske) i en ligevægtssituation, hvor der f.eks. hvert år deponeres 1 Bq m⁻² af en given radioisotop. De dynamiske modeller kan beskrive den tidlige variation af niveauerne i økosystemernes forskellige dele samt endvidere forholdene for en ligevægtssituation. Ligevægtsmodellerne tog oprindelig udgangspunkt i erfaringerne med radioaktivt nedfald fra stormagternes atmosfæriske kernevåbenforsøg, hvor der var tale om mere eller mindre konstant radioaktivt nedfald over en længere årrække. De dynamiske modeller repræsenterer en videreudvikling af denne viden, hvor man udnytter erfaringerne fra ligevægtsmodellerne, men tilføjer kendskab til økosystemets dynamiske respons og bl.a. tager hensyn til årstidsvariationer.

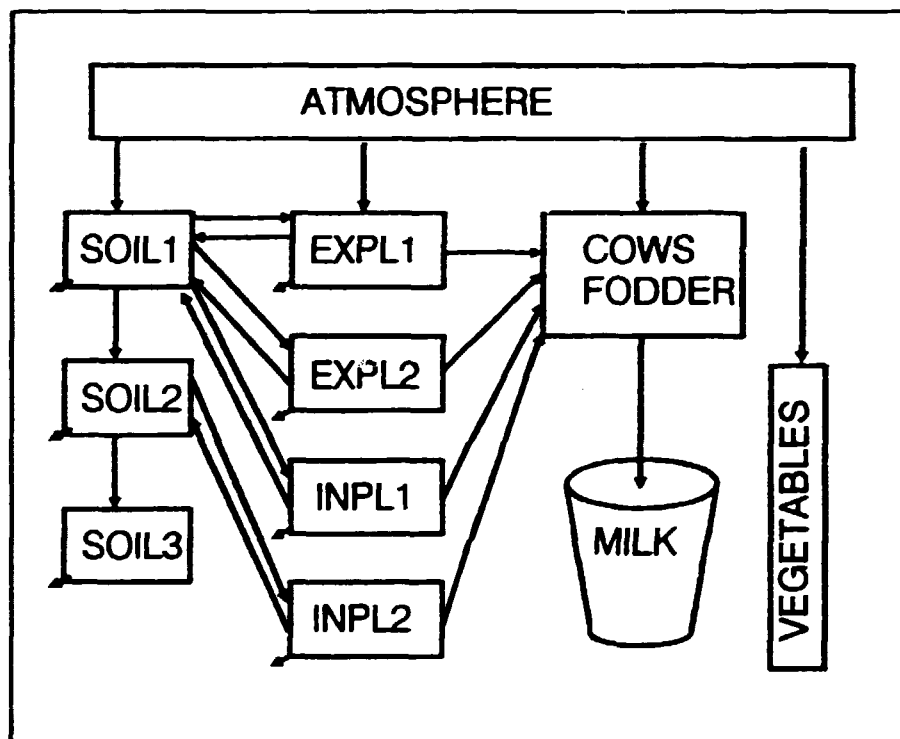
I det aktuelle tilfælde vil vi benytte dynamiske modeller til beregning af levnedsmiddeldoser. Vi vil drage sammenligninger mellem de benyttede dynamiske modeller og eksisterende ligevægtsmodeller for derved at bidrage til at belyse pålideligheden af de benyttede modeller (kapitel 4).

På grund af de kemiske forskelle mellem jod og cæsium og de dermed følgende forskelle i hvorledes disse stoffer opfører sig i miljøet, er der anvendt forskellige modeller til at simulere transporten af disse stoffer gennem fødekæderne; men også andre forskelle (f.eks. stoffernes fysiske halveringstider) betinger, at modellerne er forskellige. Modellerne har dog grundlæggende lighedspunkter. Begge modeller tager udgangspunkt i en total deponering af den pågældende isotop på 1 Bq m⁻², der fordeler sig mellem en fraktion, der sætter sig på planterne, og resten, som ender på jordoverfladen. Vegetationen kontamineres i første omgang ved direkte kontamination og siden ved indirekte kontamination, dvs. optag via planternes rødder fra den kontaminerede jord. Den direkte kontamination af planternes overflade reduceres med tiden som følge af vejrpåvirkninger og plantevækst. Forureningen af den animalske produktion, mælk og kød, baseres på mængden af forurenede foder (græs og korn), der anvendes.

De dynamiske modeller er implementeret via et generelt modelbygningssystem TIME ZERO (Kirchner, 1989), der er velegnet til modellering af økologiske og biologiske systemer. De radioøkologiske modeller for ^{131}I , ^{137}Cs og ^{90}Sr er i dette system realiseret som programmer kodet i FORTRAN, og beregningerne er foretaget på personcomputer.

3.1. Dynamisk model for I-131

Den skematiske model struktur er vist i Fig. 1. Modellen omfatter en atmosfære-, tre jord- og fire græs-bokse. Den grundlæggende struktur af jord- og græsboksene svarer til Farmland modellen (Simmonds et al., 1979). Jordboksene er opdelt i tre jordlag 0-1 cm, 1-5 cm og dybere jordlag. Græsboksene omfatter to eksterne og to interne græsbokse. Den ene eksterne græsboks benyttes som modtager af direkte kontamination samt den initiale resuspension, og den anden eksterne græsboks benyttes som modtager af direkte kontamination fra jordoverfladen. Jordniveauerne i jord og græsboksene beregnes fra første-ordens differentialligninger som funktion af tiden baseret på det aktuelle input og overføringskoefficienter, der er indikeret på figuren med pile.



Figur 1. Skematisk struktur af jodmodellen.

Køernes indtag af radioaktivt jod beregnes på grundlag af det daglige indtag af græs (16 kg tørvægt). Indtaget omfatter desuden eksponeringsvejen ved inhalation, som beregnes ud fra koncentrationen af jod i atmosfæren og indåndingsraten. Koncentrationen af radioaktivt jod i mælken beregnes ud fra en simpel multiplikativ faktor, der gør rede for den brøkdel af det daglige indtag af radioaktivt jod, der overføres i hver liter mælk.

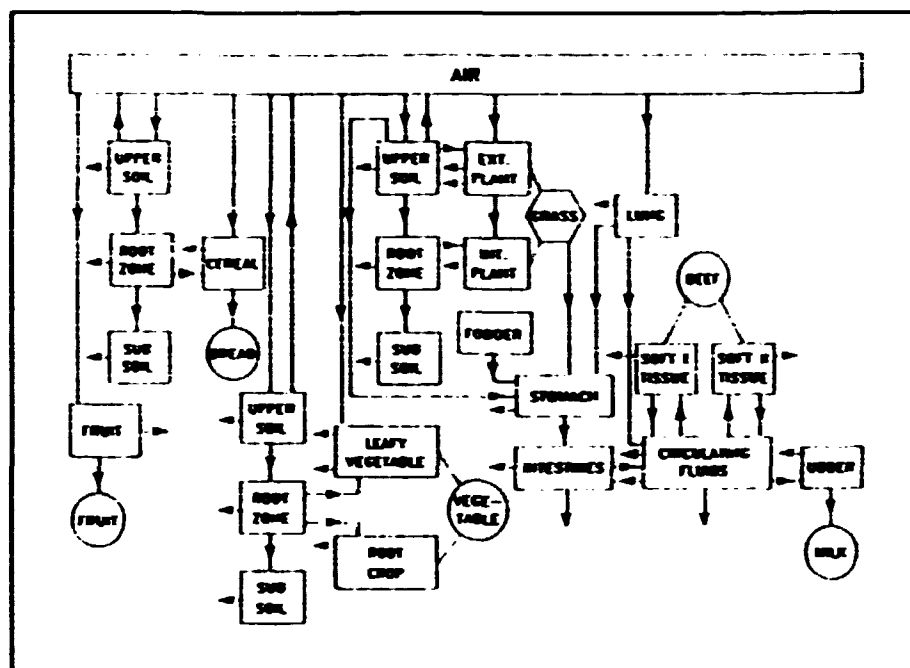
Modellens dynamik er baseret på beregningsmæssige tidsskridt af en størrelse på en dag. Af den atmosfæriske jod antages 50% at være elementarjod, der deponerer med en depositionshastighed på 1000 m d^{-1} , og som er helt dominerende. Til beregning af en enhedsdeponering benyttes således som input til modellen en atmosfærisk koncentration på $0.002 \text{ Bq } ^{131}\text{I m}^{-3}$ af en dags varighed. Det antages, at 30% af den samlede deposition deponeres på vegetationen, som har en tæthed på $0.14 \text{ kg tørvægt m}^{-2}$ for græs og $2 \text{ kg friskvægt m}^{-2}$ for grøntsager. Der benyttes en halveringstid på 10 dage til at gøre rede for reduktionen af den initiale kontamination af planternes overflader. Koncentrationen af ^{131}I i mælk beregnes fra det daglige indtag med en faktor på 0.001 Bq l^{-1} pr. Bq d^{-1} .

3.2. Dynamisk model for Cs-134 og Cs-137

Den skematiske struktur af modellen er vist i Fig. 2. Overførslerne mellem modellens forskellige kompartments er angivet med pile. Overførslerne af aktivitet mellem boksene beskrives med overføringskoefficienter med enheden reciprok tid. Luft-, jord- og planteboksene refererer alle til et overfladeareal på 1 m^2 . Modellen benytter tidsskridt af en størrelse på en dag.

Som input til modellen kan benyttes daglige koncentrationer af radiocæsium i luften. Til at beskrive overførslen af aktivitet fra luften til jord-plante systemet benyttes de traditionelle tør- og våddepositionsparametre. Til beregning af våddeponeringen benyttes gennemsnitlige data for nedbør i Danmark, hvilket svarer til forholdene i Sydsverige.

Ligesom for jodmodellen fordeles det deponerede materiale mellem jord- og planteoverflader ved at bruge en generel "interception" faktor, ifølge hvilken det antages, at 30% sætter sig på planteoverflader, og resten sætter sig på jordoverfladen. For græs anvendes en vækstrate fundet ved forsøg (Kristensen, 1987), hvilket benyttes som grundlag for den aktuelle mængde af biomasse samt for vækstfortyndingen af radiocæsium i græsset. Transporten af cæsium fra planternes overflader til jordens overflade som følge af vejrpåvirkning beskrives ved to henfaldskonstanter (Nielsen, 1981). Der benyttes en værdi på 0.099 d^{-1} for de første 20 dage efter kontaminationen svarende til en effektiv halveringstid på 7 dage, og for den resterende periode af simuleringen benyttes en værdi på 0.023 d^{-1} svarende til en effektiv halveringstid på 30 dage.



Figur 2. Skematisk struktur for cæsiummodellen.

Kornbeskrivelsen er baseret på danske undersøgelser (Aarkrog, 1983), der bl.a. tager hensyn til, at bygplanter har en maksimal modtagelighed for direkte forurening af cæsium ca. 30 dage før høst.

Der benyttes tre jordbokse til at simulere landbrugsjord. Resuspension af kontaminerede jordpartikler og kærnes spising af jord i forbindelse med græsningen fjerner aktivitet fra det øverste jordlag, som i modellen antages at have en tykkelse på 1 cm. Det næste jordlag simulerer rodzonen 1-25 cm, hvorfra planterne kan kontamineres via rødderne. Rodoptaget beskrives ved et udtryk svarende til det, der bruges i Pathway modellen (Whicker, 1987). Det nederste jordlag er utilgængeligt for planterne. Pløjning kan simuleres ved at blande inventoriene fra græsboksene ned i rodzoneboksen.

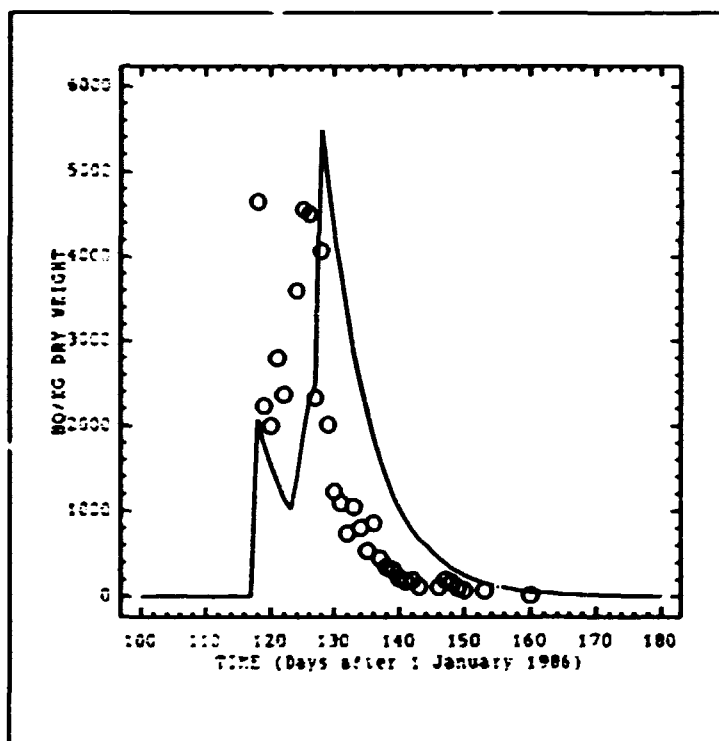
Sammensætningen af kærnes foder bestemmer cæsiumniveauerne i mælk og kød. Den her benyttede model for koens metabolisme er baseret på en tidligere publiceret model (Crick 1984; Simmonds 1985), som er justeret til danske forhold.

Cæsiummodellen benytter identiske parameterværdier for beregninger for de to cæsiumisotoper på nær de fysiske halveringstider, hvor der er anvendt 2.06 år for ^{134}Cs og 30 år for ^{137}Cs .

4. MODELVALIDERING

Modeller benyttes i miljøsammenhæng af praktiske grunde som forenklede værktøjer til beskrivelse af et mere eller mindre begrænset udsnit af et økosystem. En miljømodel kan siges at være valideret, når det efter et tilstrækkeligt antal afprøvninger har vist sig, at modellen giver resultater af en acceptabel nøjagtighed. Disse afprøvninger går ud på at indsamle data fra eksperimenter og feltundersøgelser, som er uafhængige af de data, der er brugt til at udvikle modellen fra, og at sammenligne disse uafhængige data med modellens resultater. Det kan ofte være meget vanskeligt at fremskaffe sådanne uafhængige data.

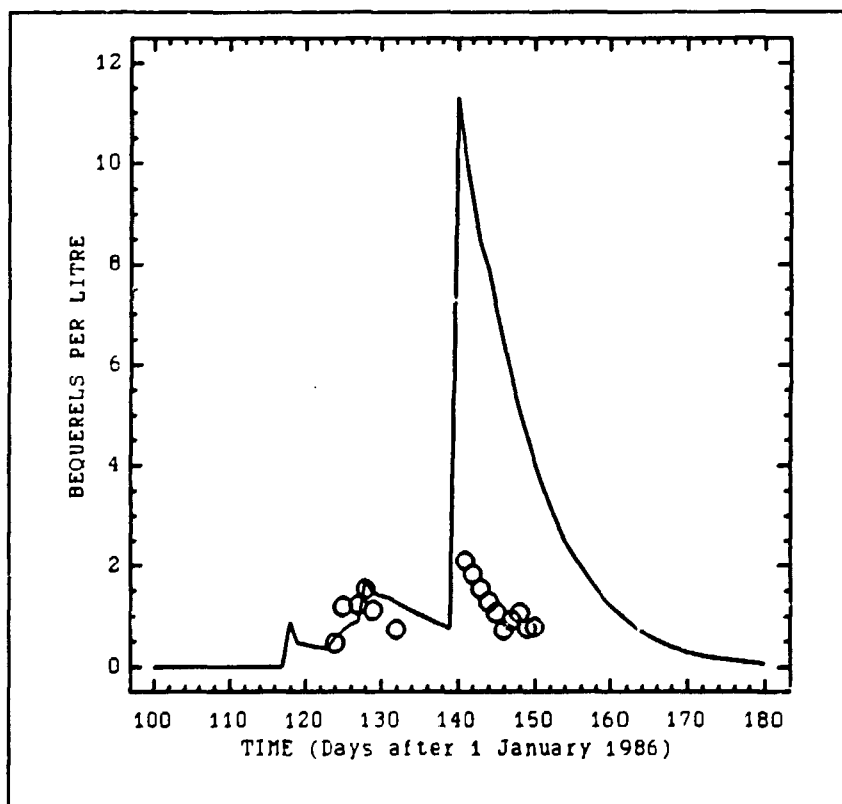
For de to aktuelle modeller er den observerede forurening ved Roskilde af ^{131}I og ^{137}Cs fra Tjernobylulykken i 1986 blevet brugt til at justere modellerne med (AKTU hovedrapport, 1990). Sammenligningerne mellem de observerede og de beregnede resultater efter denne justering omtales kort i det følgende.



Figur 3. Beregnede og målte koncentrationer af ^{131}I i græs ved Roskilde efter Tjernobylulykken (Bq kg⁻¹ tørvægt).

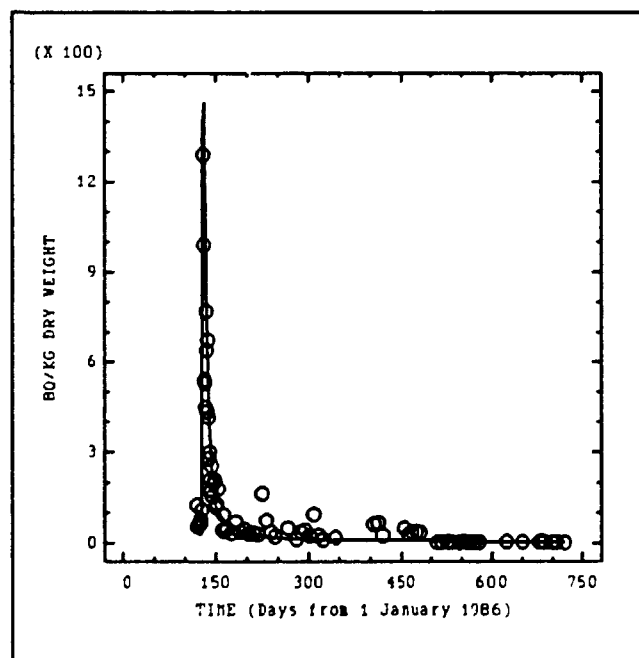
For begge modellens vedkommende er sammenligningerne foretaget ud fra de observerede atmosfæriske koncentrationer af de pågældende radionuklider; dvs. depositionsmechanismen er inkluderet i sammenligningen. Der er desuden benyttet aktuelle observationer af nedbørsdata i forbindelse med simulation af våddeponering.

For jodmodellens vedkommende betyder ukendskabet til den aktuelle fordeling mellem elementarjod, partikulær jod og organisk jod, at der er ganske stor usikkerhed knyttet til modellering af depositionen. I det aktuelle tilfælde blev det antaget, at der var tale om 30% partikulær jod, 30% elementar jod og 40% organisk jod. Modelforudsigelserne af ^{131}I i græs er vist i figur 3 sammen med de observerede værdier. Den beregnede maksimumskoncentration og tidsintegrerede størrelse er i god overensstemmelse med de observerede værdier, idet forholdene mellem de beregnede og de observerede værdier er hhv. 1.2 og 1.3. Den tidlige variation for de beregnede resultater er imidlertid ude af fase med observationerne, hvilket viser, at depositionsmechanismen ikke er simuleret tilfredsstillende. Antagelsen om en konstant fraktionering af joden er muligvis ikke korrekt, men der foreligger ikke observationer af dette forhold.



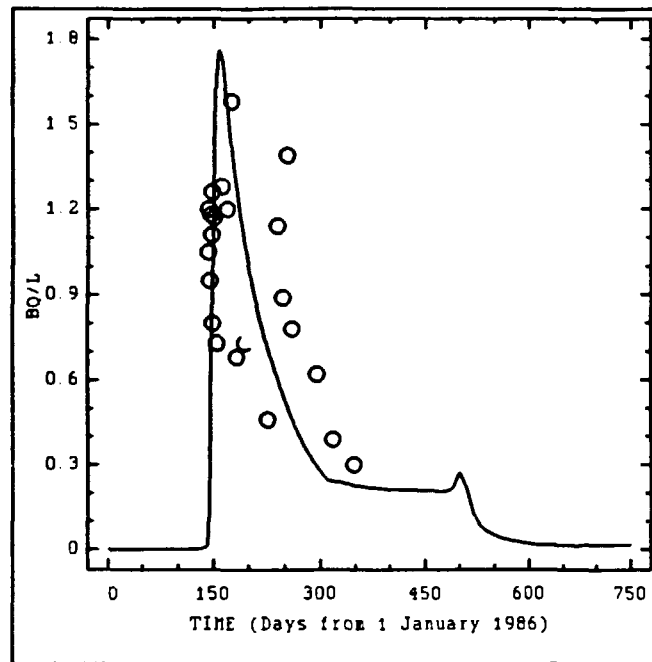
Figur 4. Beregnede og målte koncentrationer af ^{131}I i mælk indsamlet ved Roskilde efter Tjernobylulykken (Bq l^{-1}).

Til beregning af koncentrationerne af ^{131}I i mælk blev der benyttet oplysninger om fodersammensætningen for de køer, hvorfra mælkeprøverne blev indsamlet. Gården befinder sig ca. 4 km fra Risø, hvor luft- og græsprøverne blev taget. Køerne blev holdt inde i stalden indtil den 19. maj og blev til da fodret med kraftfoder (mask og ensilage), der var opbevaret udendørs og derved blev kontamineret med ^{131}I . Modelberegningerne for mælkeniveauerne er vist på figur 4 sammen med de observerede værdier. De beregnede mælkeniveauer fra opholdet i stalden er i god overensstemmelse med observationerne, men da køerne sendes på græs, overvurderer modellen mælkeniveauerne betydeligt (med en faktor 5.7). Dette skyldes hovedsagelig, at modellen overvurderer græsniveauerne i denne periode (med en faktor 3.8). Overførslen af ^{131}I fra græs til mælk stemmer således inden for en faktor 1.5 ($5.7/3.8$) med observationerne.

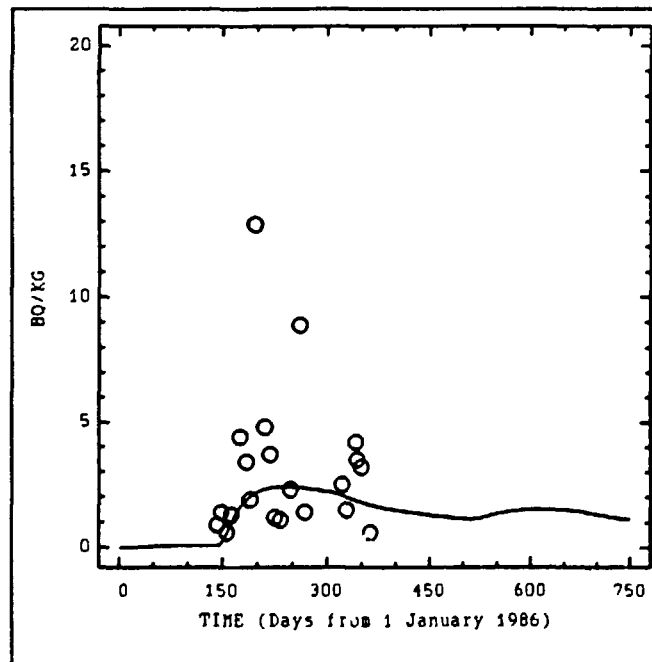


Figur 5. Beregnede og målte koncentrationer af ^{137}Cs i græs ved Risø efter Tjernobylulykken (Bq kg^{-1} tørvægt).

For cæsiummodellen er de beregnede koncentrationer af ^{137}Cs i græs, mælk og kød vist sammen med de observerede værdier i figur 5, 6 og 7. Det bemærkes, at der er god overensstemmelse mellem observationer og beregninger. For cæsium er der ikke tilsvarende problemer med fraktionering som for jod; atmosfærisk cæsium forekommer udelukkende partikelbundet og den væsentligste deponeringsmekanisme er våddeposition. Det ses, at der for de observerede værdiers vedkommende er en større variabilitet for ^{137}Cs i kød end for græs og mælkeniveauer. Dette skyldes hovedsagelig, at mens græs- og mælke data stammer fra prøver,



Figur 6. Beregnede og målte koncentrationer af ^{137}Cs i mælk ved Roskilde efter Tjernobyl-ulykken (Bq l^{-1}).



Figur 7. Beregnede og målte koncentrationer af ^{137}Cs i oksekød fra Sjælland efter Tjernobyl-ulykken (Bq kg^{-1}).

som er indsamlet i nærheden af Risø under velkendte forhold, stammer kødprøverne fra et slagteri i Ringsted på Sjælland, hvor det ikke har været muligt at samle oplysninger om fodersammensætningen for hvert enkelt af de slagtede dyr. Der er gjort den forenkende antagelse, at slagtekvæget har fået samme foder som malkekvæget.

En yderligere afprøvning af de dynamiske modeller kan foretages ved at sammenligne med ligevægtsmodeller, som f.eks. svarende til modellerne omtalt i UNSCEAR-rapporter.

For ^{131}I findes en overførsel fra deponering til mælk på $0.23 \text{ Bq d l}^{-1} \text{ pr. Bq m}^{-2}$ ifølge oplysninger fra UNSCEAR (1982), hvilket stemmer godt med erfaringer fra global fallout i Danmark, hvor der er fundet en overførsel på $0.22 \text{ Bq d l}^{-1} \text{ pr. Bq m}^{-2}$ (Aarkrog 1979). Den dynamiske model, der her er anvendt, giver en overførsel på $0.27 \text{ Bq d l}^{-1} \text{ pr. Bq m}^{-2}$. Erfaringerne efter Tjernobylulykken har givet observerede værdier for denne overførsel af ^{131}I til mælk i intervallet fra 0.04 til $0.4 \text{ Bq d l}^{-1} \text{ pr. Bq m}^{-2}$, og for effektive dosis ækvivalenter (til skjoldbruskkirtlen) i intervallet fra 0.3 til $60 \text{ nSv pr. Bq m}^{-2}$ til børn og i intervallet 0.03 til $30 \text{ nSv pr. Bq m}^{-2}$ til voksne (UNSCEAR 1988).

For ^{137}Cs findes hos UNSCEAR (1982) en overførsel fra deponering til mælk på $6 \text{ mBq a kg}^{-1} \text{ pr. Bq m}^{-2}$, hvilket bl.a. er baseret på danske data. Den dynamiske model for ^{137}Cs giver en tilsvarende overførsel på $2.4 \text{ mBq a kg}^{-1} \text{ pr. Bq m}^{-2}$. Efter Tjernobylulykken giver overførslen fra deponering til mælk for det første år værdier i intervallet fra 1.2 til $2.6 \text{ mBq a kg}^{-1} \text{ pr. Bq m}^{-2}$ fra de nordiske lande (UNSCEAR 1988). Fra de nordiske lande er der desuden rapporteret første-års levnedsmiddeldoser i intervallet $4\text{--}20 \text{ nSv pr. Bq m}^{-2}$ fra indtag af ^{137}Cs fra Tjernobylulykken (UNSCEAR 1988).

5. DOSISBEREGNINGER

For ^{131}I er der foretaget beregninger for en uheldssituation i en sommerperiode. Der er ikke foretaget beregninger for denne isotop for et uheld om vinteren, fordi jodforureningen af levnedsmidlerne i dette tilfælde vil blive minimal, da der ikke er vegetation fremme på markerne på dette tidspunkt af året, og fordi den fysiske halveringstid for ^{131}I (8 dage) er for kort til at give væsentlige doser flere måneder efter uheldet. Desuden er halveringstiden for kort til at indirekte kontamination kan spille en rolle, hvorfor der ikke er skelnet mellem lavt og højt rodoptag. På grundlag af erfaringerne fra Tjernobylulykken er der for totaldepositionen af jod ikke taget hensyn til nedbør. Den relative mængde af elementarjod er afgørende for, hvor meget jod, der deponerer på planter og jordoverflader, og depositionen af elementarjod er ikke følsom for, om det regner eller ikke.

For cæsiumisotoperne er der foretaget beregninger for uheld om vinteren (20. januar) og sommeren (19. juli) for at belyse sæsonvariationens indflydelse. På grund af halveringstidernes længde for disse isotoper, er det nødvendigt at udstrække beregningsperioderne til flere vækstsæsoner for at få beregnet de totale doser (dosiskommitments). I tilknytning hertil er det antaget, at vækstsæsonen for græsset begynder den 1. maj, og at køerne er på græs i tiden 15. maj til 15. oktober. Der høstes græs den 14. juni til hø, som anvendes til vinterfoder. Det antages endvidere, at kornet høstes den 28. august, og at grøntsager og frugt høstes den 27. september. For jordbundstypernes vedkommende er der regnet med lerjord og organisk jord som repræsentanter for hhv. lavt og højt rodoptag af radiocæsium. Der er således regnet med, at den organiske jord for græs og korn har et 10 gange så højt rodoptag af radiocæsium fra jorden som lerjorden. For den organiske jord er der brugt koncentrationsfaktorer for græs og korn på hhv. 0.3 og 0.2 Bq kg⁻¹ tør plantevægt pr. Bq kg⁻¹ tør jord.

Hverken for jod eller for cæsium er der antaget modforholdsregler, som f.eks. hjemtagning af køer fra græsning, ændring af konsumvaner o.lign.

Resultaterne er givet i første-års doser og dosiskommitments. Første-års doserne er doser, der modtages inden for de første 365 dage efter uheldet.

5.1. Doser fra enhedsdeponering

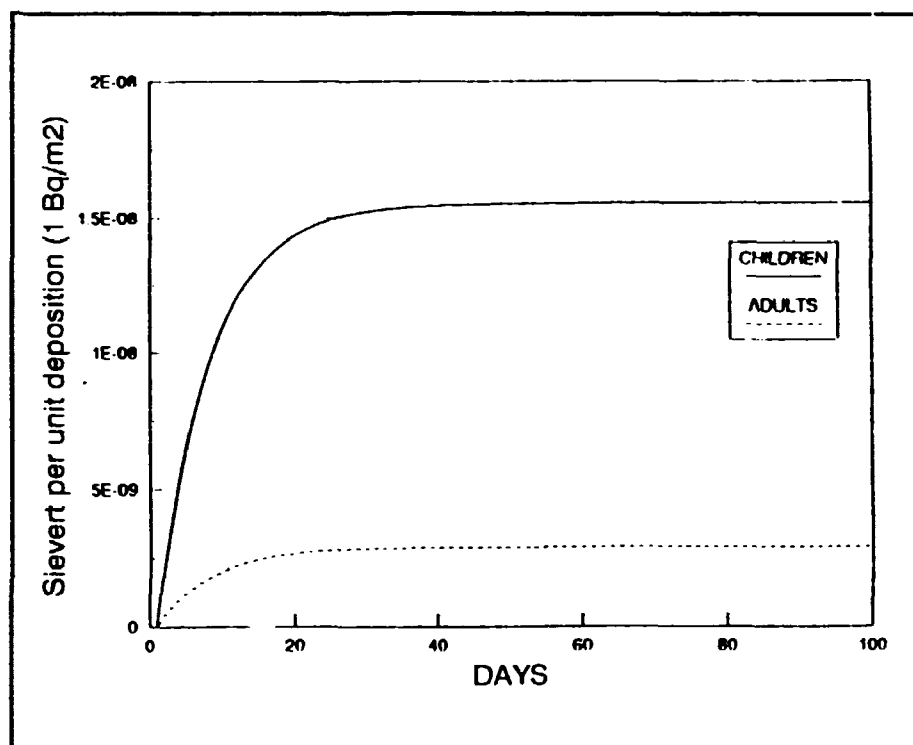
Dette afsnit viser resultater af beregninger foretaget på baggrund af en totaldeponering af 1 Bq m⁻² af den pågældende isotop.

5.1.1. Doser fra I-131

Doserne fra konsum af mælk og grøntsager kontamineret efter en enhedsdeponering af ¹³¹I er vist i Tabel I.

Tabel I. Levnedsmiddeldoser (effektive dosis ækvivalenter) til børn og voksne fra enhedsdeponering af ¹³¹I (1 Bq m⁻²).

Doser til børn (nSv)	Doser til voksne (nSv)
16	2.9



Figur 8. Doser til børn og voksne fra enhedsdeponering af ^{131}I (1 Bq m^{-2}).

Doserne til børn er beregnet ud fra en ren 100% mælkekost (190 liter år^{-1}), mens doserne til voksne er beregnet ud fra et konsum af mælk (190 liter år^{-1}) samt grøntsager (25 kg år^{-1}). For voksne fordeler doserne sig med 37% fra grøntsager og 63% fra mælk. Det tidlige forløb af doserne er vist i figur 8.

5.1.2. Doser fra Cs-134 og Cs-137

Levnetsmiddeldoserne for enhedsdeponering af ^{134}Cs er vist i Tabel II og for ^{137}Cs i Tabel III. Tabellerne viser første-års doser og dosiskommittments for såvel vinter som sommer kontamination samt de to forskellige jordtyper med lavt og højt rodoptag.

Man bemærker, at der kun er ringe forskel mellem resultaterne for de to jordtyper, af hvilken grund vi i det følgende nøjes med at se på organisk jord. Der er desuden ikke den store forskel mellem doserne for de to cæsiumisotoper, hvilket er forårsaget af, at den kortere halveringstid for ^{134}Cs og dermed følgende kortere opholdstid i miljøet modsvares af en højere dosisfaktor end for ^{137}Cs . Der er derimod stor forskel på doserne fra de to kontaminationstidspunkter, idet doserne fra sommerkontaminationen er ca. 20 gange større end for vinterkontaminationen. Årsagen til denne betydelige forskel er nærmere belyst i Tabel IV og V, der viser de relative dosisbidrag fra de enkelte

komponenter af kosten for de to cæsiumisotoper. Tabellerne viser for hvert kontaminationstidspunkt og hver dosistype de procentuelle bidrag fra hhv. mælk, kød, rodfrugter, grøntsager, brød og frugt. Man bemærker, at det især er konsumet af brød (ca. 75%), der bidrager til de høje doser for sommerkontaminationen. I det aktuelle tilfælde sker kontaminationen 40 dage før kornet høstes, hvilket omtrent er det tidspunkt, hvor afgrøden er mest modtagelig for radioaktiv forurening (Aarkrog 1983), og derfor bidrager så væsentligt til dosis.

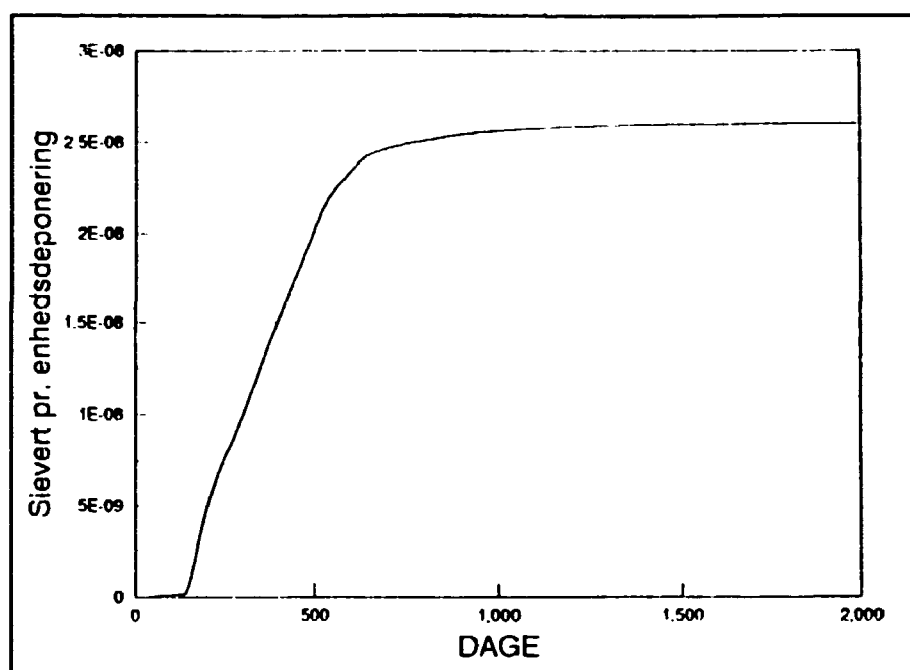
De tidslige forløb af levnedsmiddeldoserne er vist i figurerne 9-12. Figur 9 og 10 viser doserne for ^{134}Cs for hhv. vinter- og sommerkontamination, mens figur 11 og 12 viser de tilsvarende doser for ^{137}Cs . Det bemærkes, at mens doserne i tilfælde af vinterkontamination bliver ved at stige i næsten 5 år, sker der i tilfælde af sommerkontamination næsten ingen stigning efter det andet år p.g.r.a. det dominerende bidrag fra konsumet af det direkte kontaminerede korn. De tidslige forløb af de relative dosisbidrag fremgår af figurerne 13-16. Figur 13 og 14 viser for ^{134}Cs dosisbidragene for hhv. vinter- og sommerkontamination, og figur 15 og 16 viser de tilsvarende forhold for ^{137}Cs .

Tabel II. Levnedsmiddeldoser fra deponering af 1 Bq ^{134}Cs pr. m^2 .

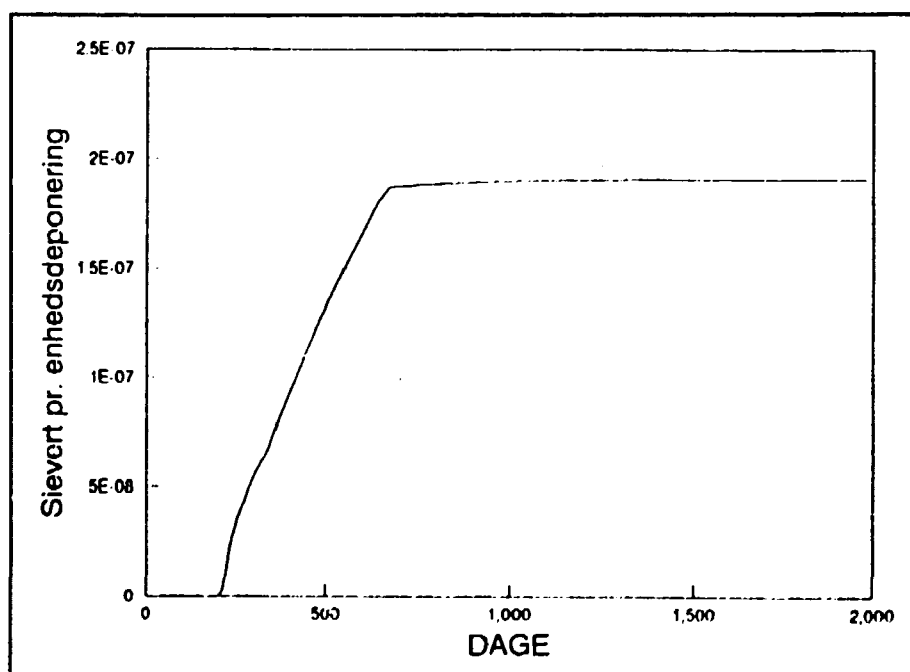
Kontam. tidsp.	Jordtype	Første-års dosis (nSv)	Dosis kommitment (nSv)
vinter	lerjord	14	25
vinter	organisk	15	26
sommer	lerjord	160	190
sommer	organisk	160	190

Tabel III. Levnedsmiddeldoser fra deponering af 1 Bq ^{137}Cs pr. m^2 .

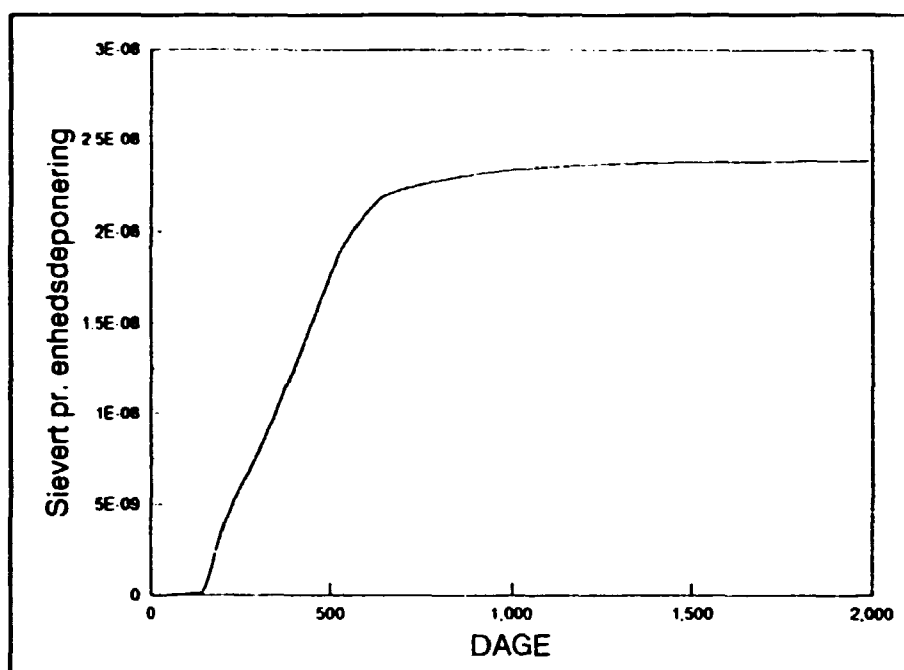
Kontam. tidsp.	Jordtype	Første-års dosis (nSv)	Dosis kommitment (nSv)
vinter	lerjord	12	23
vinter	organisk	12	24
sommer	lerjord	130	160
sommer	organisk	130	160



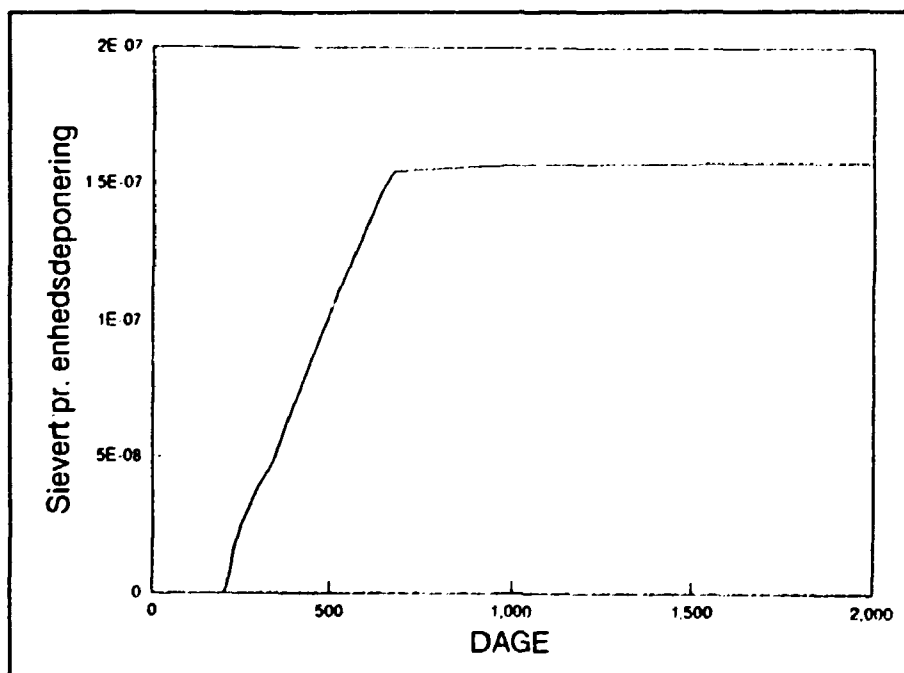
Figur 9. Tidsligt forløb af levnedsmiddeldosis fra deponering af 1 Bq ^{134}Cs m $^{-2}$ om vinteren.



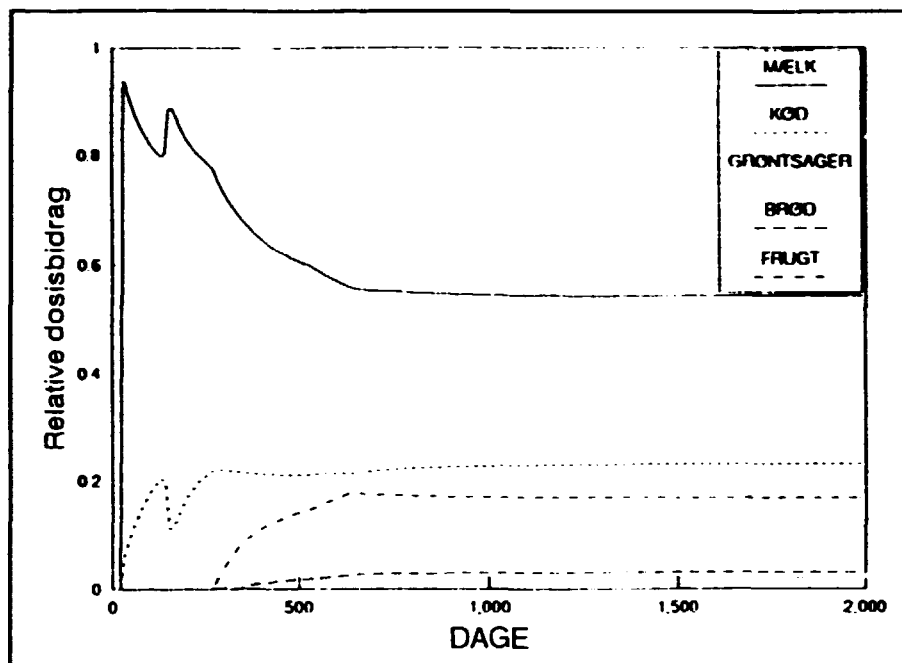
Figur 10. Tidsligt forløb af levnedsmiddeldosis fra deponering af 1 Bq ^{134}Cs m $^{-2}$ om sommeren.



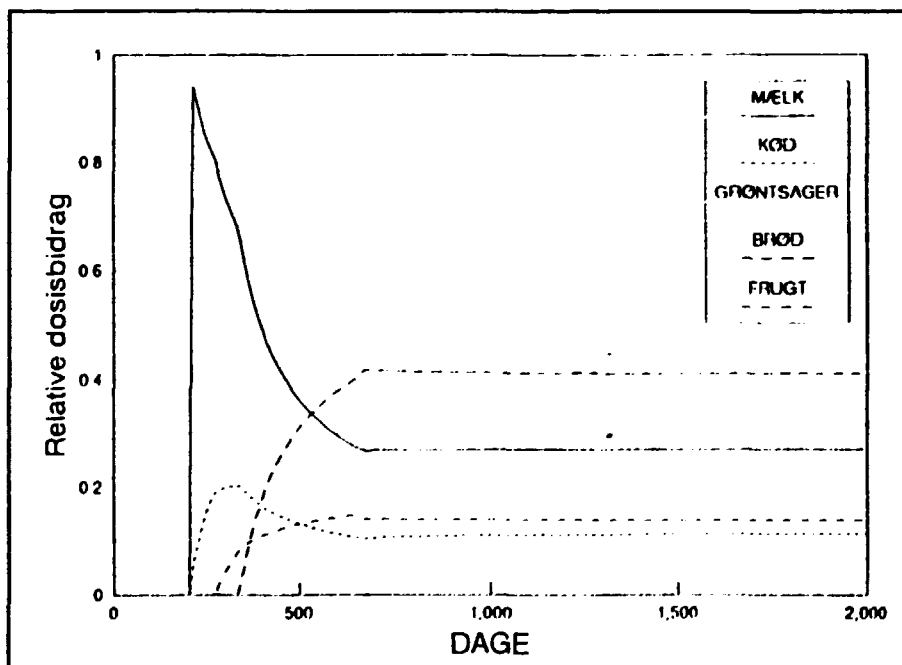
Figur 11. Tidsligt forløb af levnedsmiddeldosis fra deponering af 1 Bq ^{137}Cs m $^{-2}$ om vinteren.



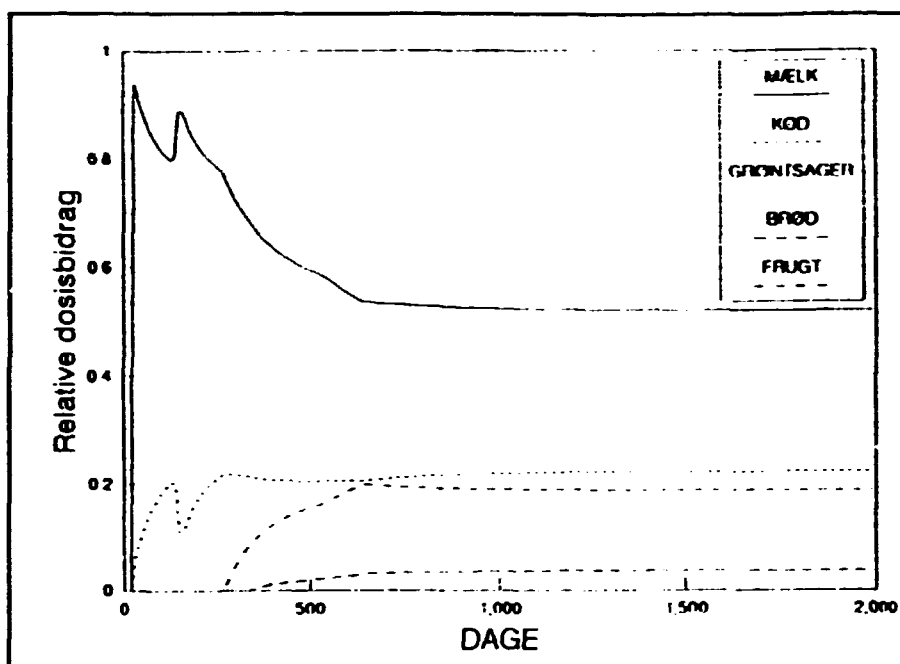
Figur 12. Tidsligt forløb af levnedsmiddeldosis fra deponering af 1 Bq ^{137}Cs m $^{-2}$ om sommeren.



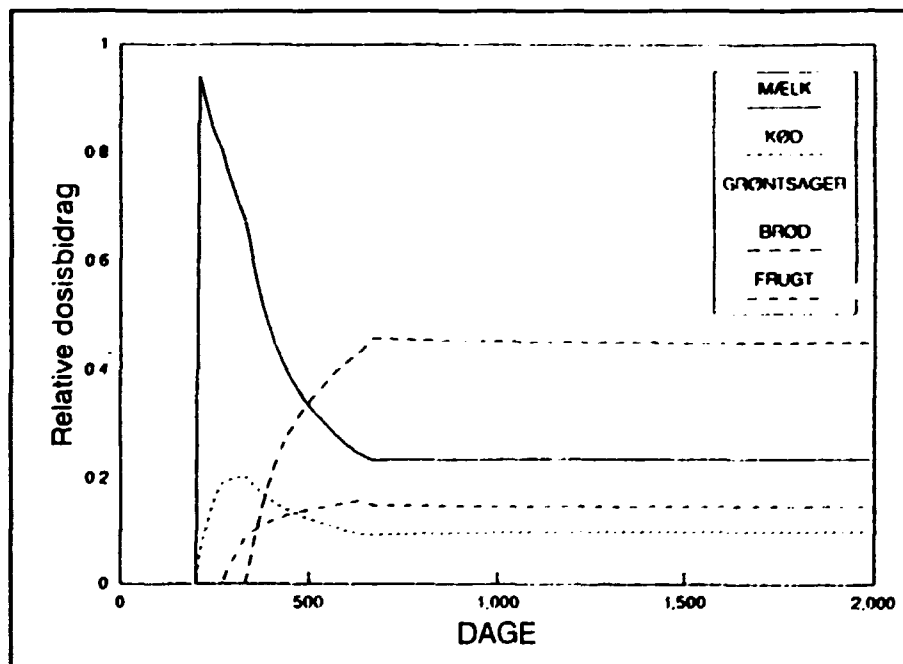
Figur 13. Tidsligt forløb af de relative dosisbidrag til levnedsmiddeldosis fra deponering af 1 Bq $^{134}\text{Cs m}^{-2}$ om vinteren.



Figur 14. Tidsligt forløb af de relative dosisbidrag til levnedsmiddeldosis fra deponering af 1 Bq $^{134}\text{Cs m}^{-2}$ om sommeren.



Figur 15. Tidsligt forløb af de relative dosisbidrag til levnedsmiddeldosis fra deponering af 1 Bq ^{137}Cs m $^{-2}$ om vinteren.



Figur 16. Tidsligt forløb af de relative dosisbidrag til levnedsmiddeldosis fra deponering af 1 Bq ^{137}Cs m $^{-2}$ om sommeren.

Tabel IV. Relative dosisbidrag fra kostens komponenter til levnedsmiddeldoser (første-års dosis og dosiskommitment) fra ^{134}Cs .

Kont. tidsp.	Dosis type	Mælk (%)	Kød (%)	Rodfrugt (%)	Grøntsag (%)	Brød (%)	Frugt (%)
vinter	1. år	65	21	0.7	1.2	0.8	11
vinter	komm	54	23	0.8	2.0	3.1	17
sommer	1. år	31	12	0.03	6.2	36	14
sommer	komm	27	11	0.08	6.2	41	14

Tabel V. Relative dosisbidrag fra kostens komponenter til levnedsmiddeldoser (første-års dosis og dosiskommitment) fra ^{137}Cs .

Kont. tidsp.	Dosis type	Mælk (%)	Kød (%)	Rodfrugt (%)	Grøntsag (%)	Brød (%)	Frugt (%)
vinter	1. år	66	21	0.7	1.2	0.6	11
vinter	komm	52	22	0.9	2.4	3.8	19
sommer	1. år	28	11	0.03	6.6	39	15
sommer	komm	23	10	0.1	6.5	45	15

5.2. Doser fra samlet deponering

Levnedsmiddeldoser fra den samlede deponering er beregnet på grundlag af resultaterne fra afsnit 5.1 om doser fra enhedsdeponering samt de deponerede mængder, der er forudsat i uheldsscenariet beskrevet i Nielsen og Thykier-Nielsen, 1987. Ifølge dette deponeres 38 MBq m^{-2} uorganisk jod, hvoraf 29% er fra ^{131}I svarende til en total deposition på 11 MBq m^{-2} . For cæsiums vedkommende er totaldeponeringen 1 MBq m^{-2} for tørdeponering (depositionshastighed 0.2 cm s^{-1}) fordelt med 49% fra ^{134}Cs og 41% fra ^{137}Cs , hvilket svarer til 0.5 MBq m^{-2} for ^{134}Cs og 0.4 MBq m^{-2} for ^{137}Cs . I tilfælde af nedbør er der forudsat en regnintensitet på 0.5 mm time^{-1} , hvilket medfører dobbelt så stor deposition som ved tørdeponering, hvorfor der regnes med 1 MBq m^{-2} for ^{134}Cs og 0.8 MBq m^{-2} for ^{137}Cs .

5.2.1. Doser fra I-131

Levnedsmiddeldoser til børn og voksne fra deponering af 11 MBq ^{131}I m^{-2} er vist i Tabel VI.

Tabel VI. Levnedsmiddeldoser (effektive dosis ækvivalenter) til børn og voksne fra deponering af 11 MBq m^{-2} af ^{131}I .

Doser til børn (mSv)	Doser til voksne (mSv)
170	32

5.2.2. Doser fra Cs-134 og Cs-137

Levnedsmiddeldoserne fra tørvejrssituationen, hvor der antages at deponere 0.5 MBq ^{134}Cs m^{-2} og 0.4 MBq ^{137}Cs m^{-2} er angivet i tabel VII. Tabellen angiver første-års doser og dosiskommittments for kontaminering om vinteren og om sommeren.

Levnedsmiddeldoserne fra regnvejrssituationen, hvor der antages at deponere 1 MBq ^{134}Cs m^{-2} og 0.8 MBq ^{137}Cs m^{-2} er angivet i tabel VIII. Tabellen angiver første-års doser og dosiskommittments for kontaminering om vinteren og om sommeren.

Tabel VII. Levnedsmiddeldoser fra tørdeponering af ^{134}Cs (0.5 MBq m^{-2}) og ^{137}Cs (0.4 MBq m^{-2}).

Isotop	Kontam. tidsp.	Første-års dosis (mSv)	Dosiskommitment (mSv)
^{134}Cs	vinter	7.3	13
^{134}Cs	sommer	79	95
^{137}Cs	vinter	4.8	9.5
^{137}Cs	sommer	50	63

Tabel VIII. Levnedsmiddeldoser fra våddeponering af ^{134}Cs (1 MPq m^{-2}) og ^{137}Cs (0.8 MBq m^{-2}).

Isotop	Kontam. tidsp.	Første-års dosis (mSv)	Dosiskommitment (mSv)
^{134}Cs	vinter	15	26
^{134}Cs	sommer	160	190
^{137}Cs	vinter	10	19
^{137}Cs	sommer	100	130

6. VURDERING AF USIKKERHEDER

I forbindelse med anvendelse af matematiske modeller til radioøkologiske undersøgelser spiller resultaternes usikkerheder en væsentlig rolle, idet matematiske modeller kun kan give en tilnærmet beskrivelse af transporten af radioaktive stoffer i miljøet. Beslutninger, som skal baseres på modelforudsigelser, vil være afhængige af udsagn om resultaternes pålidelighed samt i hvilken grad, forudsigelserne nærmer sig betænkelig høje niveauer (f.eks. dosisgrænser). Resultater af modelberegninger uden oplysninger om usikkerheder og/eller resultaternes pålidelighed er kun af begrænset værdi.

I de foregående afsnit er der ikke gjort direkte kommentarer til usikkerhederne af de beregnede resultater. Pålideligheden af resultaterne er dog tidligere blevet berørt i kapitel 4 om modelvalidering, hvor resultater af modelberegninger er blevet sammenlignet med observationer.

Man kan foretage kvantitative vurderinger af usikkerheder ved modelforudsigelser ved at gennemføre såkaldte sensitivitets- og usikkerhedsanalyser. Sensitivitetsanalyser anvendes til at undersøge, hvilke af en models parametre, der er af særlig betydning for variabiliteten af resultaterne, og usikkerhedsanalyser anvendes til at beregne resultaternes variabilitet ud fra antagelser om usikkerheder på modellens parametre. I det foreliggende tilfælde har det ligget uden for den aftalte opgave at foretage disse typer af analyser, og der kan derfor ikke gives en detaljeret kvantitativ beskrivelse af resultaternes usikkerhed.

Der har dog i forbindelse med formuleringen af scenariet været taget hensyn til disse forhold, idet opgaven dækker varierende forhold for flere situationer: regn og tørvejr, sommer- og vinterkontamination, højt og lavt rodoptag.

De her anvendte modeller svarer til modeller, der er blevet testet i det internationale BIOMOVs projekt (Biospherical Model Validation Study), som i perioden 1985-90 har været ledet af Statens Strålskyddsinstitut i Stockholm. Projektet har beskæftiget sig med at teste og validere miljømodeller med hovedvægt på transport af radioaktive stoffer i miljøet. Herunder har man testet terrestriske radioøkologimodeller med observationer fra en række af lokaliteter på den nordlige halvkugle af radioaktiv forurening fra Tjernobylyulykken i 1986, hvilket har givet en demonstration af sådanne modellers pålidelighed (Nielsen et al. 1990). De bedste af modellejerne har givet resultater, som ligger indenfor en faktor 3 i forhold til observationerne.

Det er opfattelsen hos denne rapports forfattere, at de her benyttede modeller, deres strukturer og parameterværdier er af en sådan beskaffenhed, at man kan forvente, at resultaterne af de foretagne beregninger vil ligge indenfor en faktor 3 i forhold til, hvad man ville observere i tilfælde af et virkeligt uheld med de antagne konsekvenser. Dette bekræftes af de kvantitative sammenligninger, der i kapitel 4 er foretaget mellem modelberegninger og erfaringer efter Tjernobylyulykken.

7. KONKLUSIONER

Der er foretaget beregninger af levnedsmiddeldoser fra radioaktiv forurening efter et hypotetisk uheld på et atomkraftanlæg. Uheldets omfang antages at medføre et udslip svarende til 0.06% af reaktorkernens indhold af jod og cæsium på den svenske Forsmark reaktor nr. 3. Doserne er beregnet til individer i den kritiske gruppe, der opholder sig i nærzonen af kraftværket svarende til en afstand af 2 km fra udslipstedet, og som ernærer sig af lokalt producerede levnedsmidler.

Med henblik på at vurdere resultaternes afhængighed af vejrlig, årstid mm., er der foretaget beregninger for tørvejr og regnvejr, vinter- og sommerudslip samt højt og lavt rodoptag fra jorden. Beregningerne er baseret på typiske svenske data for kostsammensætning samt foderplaner og græsningsforhold for køer.

Beregningerne er foretaget med dynamiske radioøkologiske modeller, der er udviklet på baggrund af Risøs mangeårige erfaringer med radioøkologiske undersøgelser, og som er tilpasset erfaringerne i Danmark med forureningen efter Tjernobylyulykken i 1986.

Det postulerede udslip beregnes under de givne antagelser at medføre levnedsmiddeldoser (kommitterede effektive dosisækvivalenter) fra ^{131}I på ca. 200 mSv til børn og ca. 30 mSv til voksne. Disse doser er beregnet ud fra en samlet deposition på $1 \text{ MBq } ^{131}\text{I m}^{-2}$ i sommerhalvåret. Beregningerne viser kun mindre forskelle mellem levnedsmiddeldoserne for de to cæsiumisotoper ^{134}Cs og ^{137}Cs . Der er derimod stor forskel på,

om udslippet finder sted om vinteren eller om sommeren. Dosiskommitment fra cæsiumforureningen for vinterudslippet i tørvejr er beregnet til ca. 20 mSv, mens det for sommerudslippet i tørvejr er beregnet til ca. 160 mSv. Den samlede deposition er antaget at være 0.5 MBq ^{134}Cs m⁻² og 0.4 MBq ^{137}Cs m⁻². Den væsentligste årsag til den store forskel mellem vinter- og sommerudslip er, at kornprodukter er meget følsomme for direkte forurening om sommeren en månedstid før høst. Kornprodukterne alene bidrager således med ca. 40% af de samlede doser fra sommerudslippet. I tilfælde af udslip under regnvejr vil doserne blive fordoblede i forhold til tørvejrssituationen.

Disse resultater skønnes at ville ligge inden for en faktor 3 i forhold til, hvad man ville observere i tilfælde af et virkeligt uheld med de givne konsekvenser. Denne vurdering er baseret på erfaringer fra sammenligninger mellem resultater af beregninger med de her brugte modeller og observationer fra undersøgelser af radioaktiv forurening fra global fallout fra de atmosfæriske kernevåbenforsøg og fallout fra Tjernobyl.

REFERENCER

- Aarkrog, A. (1979), Environmental Studies on Radioecological Sensitivity and Variability with Special Emphasis on the Fallout Nuclides ^{90}Sr and ^{137}Cs . Risø-R-437.
- Aarkrog, A. (1983), Translocation of radionuclides in cereal crops. Special publication number 3 of the British Ecological Society. Ed. P. J. Coughtrey. London.
- AKTU hovedrapport (1990). Environmental Consequences of Releases from Nuclear Accidents, A Nordic Perspective. Ed. U. Tveten. Institutt for energiteknikk, Kjeller.
- Crick, M. J.; Simmonds, J. R. (1984), Models for the Transfer of Radionuclides in Cattle for Use in Radiological Assessments. The Science of the Total Environment 35, 227-238.
- Nielsen, O. J. (1981), A Literature Review on Radioactive Transfer to Plants and Soil. Risø National Laboratory, Denmark, Risø-R-450.
- Nielsen, S. P., Köhler, H. og Peterson, S.-R. (1990), Testing of Models for the Grass-Cow-Milk Pathway. Proc. Symposium on the Validity of Environmental Transfer Models, 8-12 October 1990, Stockholm.
- Nielsen, F. og Thykier-Nielsen, S. (1987). Metode for konsekvensberegninger for store havarier. Risø-M-2624.

- Kristensen, E. S. (1987), Malkekoens græsoptagelse og græsmarkens udnyttelse ved afgræsning. Meddelelse nr. 670 fra Statens Husdyrbrugsforsøg, København.
- Simmonds, J. R. (1985), The Influence of Season of the Year on the Transfer of Radionuclides to Terrestrial Foods Following an Accidental Release to Atmosphere. NRPB-M121, Chilton.
- Simmonds, J. R., Linsley, G. S. og Jones, J. A. (1979), A General Model for the Transfer of Radioactive Materials in Terrestrial Food Chains. NRPB-R89, Chilton.
- Kirchner, T. B. (1989), TIME-ZERO: The integrated modeling environment. Ecological Modelling, 47, 33-52.
- UNSCEAR (1982, 1988), Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
- Whicker, W.F. and Kirchner, T.B. (1987), Pathway: A Dynamic Food-Chain Model to Predict Radionuclide Ingestion after Fallout Deposition. Health Physics, 52-6, 717-737.

Title and author(s)		Date March 1991
RADIATION DOSES FROM CONTAMINATED FOOD AFTER A NUCLEAR ACCIDENT (in Danish) Sven P. Nielsen and Mette Øhlenschläger		Department or group
		Groups own registration number(s) ECO 02367-00
		Project/contract no.
Pages 29	Tables 8	Illustrations 16
References 13	ISBN 87-550-1722-3	
<p>Abstract (Max. 2000 char.)</p> <p><i>This report presents estimates of radiation doses from contaminated food after a hypothetical accident at a nuclear power plant. The calculations are made from assumptions intended to represent Swedish conditions. The accident scenario is based on a hypothetical core melt in a nuclear power reactor followed by a release to the atmosphere of iodine and caesium corresponding to 0.06% of the Forsmark unit 3 core inventory. The results are expressed in terms of average effective doses from contaminated food to individuals in the critical group living near the power plant, 2 km from the point of release, and living from locally produced foodstuffs. The calculations are made for a winter release and a summer release, and for dry and rainy conditions. Dynamic radioecological models are used, which have been developed from Danish experience with radioactive fallout from nuclear weapons testing and with fallout from the Chernobyl accident. The accidental release is estimated to cause doses in the summer season from ^{131}I of circa 200 mSv to children and circa 30 mSv to adults based on a deposition during dry conditions of 11 MBq $^{131}\text{I m}^{-2}$. The doses from ^{134}Cs and ^{137}Cs are estimated at circa 20 mSv to children and adults in case of winter release and circa 160 mSv in case of summer release based on a deposition during dry conditions of 0.5 MBq ^{134}Cs and 0.4 MBq $^{137}\text{Cs m}^{-2}$. The main reason for the large difference between the winter and the summer releases is the high sensitivity of cereals to direct contamination one month prior to harvest. In case of precipitation the doses are estimated at twice those for dry conditions. Based on comparisons between model calculations and observations of radioactive pollution from global nuclear weapons fallout and fallout from the Chernobyl accident, the results of this report are estimated to be accurate to within a factor of 3 compared to what could be observed in case of an actual accident with the same releases.</i></p>		
<p>Descriptors - INIS</p> <p>CESIUM 134; CESIUM 137; CONTAMINATION; DOSE RATES; FOOD; FOOD CHAINS; IODINE 131; MAN; MATHEMATICAL MODELS; MELTDOWN; RADIATION DOSES; RADIOECOLOGY; SEASONAL VARIATIONS</p>		
<p>Available on request from Riss Library, Riss National Laboratory, (Riss Bibliotek, Forskningscenter Riss), P.O. Box 40, DK-4000 Roskilde, Denmark. Telephone + 45 42 37 12 12, ext. 2268/2269. Telex: 42116, Telefax: + 45 46 75 56 27</p>		

RISØ

Forskningscenter Risø hører under Energiministeriet og har godt 900 ansatte, hvoraf ca. en tredjedel er forskere. Risø udfører strategisk forskning og udvikling i et udstrakt internationalt samarbejde. Forskningen skal bidrage til grundlaget for den teknologiske udvikling i samfundet inden for områderne energi, miljø og materialer.

Inden for energiområdet arbejdes der med fremtidens energisystemer. Indsatsen er rettet mod forskning og udvikling inden for: Forbrændingsteknologi, brændselsceller, vindmøllekonstruktioner og energiplanlægning.

På miljøområdet skal forskningen skabe grundlag for at udvikle nye, miljøvenlige teknologier til industri og landbrug. Indsatsen er rettet mod forskning og udvikling inden for: Industriel sikkerhed og driftspålidelighed, forureningsproblemer som følge af energi-, industri- og planteproduktion samt nukleare sikkerheds- og beredskabsforhold.

Materialeforskningen sigter mod udviklingen af nye materialer med lovende perspektiver for den industrielle udvikling. Indsatsen er rettet mod: Materialers atomare egenskaber og struktur, nye materialer som teknisk keramik, metalpulvere, plast- og metalkompositter, og endelig avancerede målemetoder baseret på optisk signalbehandling.

Forskningen er organiseret i otte videnskabelige afdelinger for: Faststoffysik, Forbrænding, Materialer, Meteorologi og Vindenergi, Miljø, Nuklear Sikkerhed, Optik og Fluid Dynamik samt Systemanalyse.

Budgettet for 1991 udgør 384 millioner kroner, hvoraf 40% er indtægter fra programforskning og kontraktvirksomhed, mens resten dækkes af finanslovbevillingen.

Rekvireres fra
Risø Bibliotek
Forskningscenter Risø
Postboks 49, 4000 Roskilde
Telefon 42 37 12 12, lokal 2268/2269
Telex 43116, Telefax 46 75 56 27

ISBN 87-550-1722-3
ISSN 0418-6435